

EFFECTIVIDAD DE LOS SUBSTRATOS ARTIFICIALES PARA EL MUESTREO DE MACROINVERTEBRADOS EN RÍOS

R. HERNÁNDEZ VILLAR¹, J. RUEDA SEVILLA², G. TAPIA³ & F. MARTÍNEZ-LÓPEZ⁴

RESUMEN

Se desarrolla un tipo de muestreo combinado para el estudio de la calidad de las aguas dulces. Para ello se compara el muestreo tradicional (red de mano) con dos substratos artificiales. Este trabajo se llevó a cabo sobre dos ríos de la Comunidad Valenciana, los cuales muestran características opuestas en cuanto a contaminación se refiere. Los datos obtenidos fueron analizados comparando el número de taxones, la diversidad de Shannon y los índices de calidad biológica B.M.W.P.¹ y A.S.P.T.¹.

Los substratos artificiales aportan valores de diversidad más bajos que los obtenidos mediante el muestreo tradicional. Esto se debe a que los substratos artificiales son colonizados por un bajo número de taxones que a su vez se presentan en mayor número que en el medio natural. Los resultados obtenidos sugieren que los substratos artificiales, por sí solos y sin la utilización de réplicas, no son tan buenos como el muestreo directo a la hora de llevar a cabo una estimación de las comunidades de macroinvertebrados. Sin embargo, cuando éstos se usan como método complementario al muestreo tradicional, la información obtenida aumenta claramente. Así pues, el método de muestreo combinado permite obtener una valoración más correcta de la calidad del agua a través de los índices de calidad biológica.

Palabras clave: Substratos artificiales, macroinvertebrados, diversidad, índice biológico.

INTRODUCCION

El estudio de las comunidades existentes en un río es a menudo complicado por la gran variabilidad existente en la composición de su lecho, variabilidad que contribuye a enmascarar los efectos aislados de algunos parámetros ambientales y geológicos. Este problema se hace máximo en zonas de rápidos con fondos rocosos típicos de montañas, en ríos profundos, o con zonas de fangos (STANFORD & REED, 1974). Otro factor a tener en cuenta es el de la gran diversidad existente en la distribución de los organismos bénticos, que hace necesario realizar un gran número

de muestreos para obtener, con la máxima precisión, tanto la composición como la abundancia de los macroinvertebrados existentes en el río (CLEMENTS *et al.*, 1989). El empleo de métodos alternativos, entre los cuales se encuentra el empleo de substratos artificiales, es particularmente valioso para estudiar cierto tipo de hábitats. Estos han demostrado eficazmente su utilidad en aquellas zonas conflictivas con problemas de contaminación, en sitios profundos, en lugares de difícil acceso al río, o cuando existen fondos fangosos o poco estables (STANFORD & REED, 1974; ROUX *et al.*, 1976; DE PAUW *et al.*, 1986; HERNÁNDEZ *et al.*, 1996).

En el presente trabajo se desarrolla un método de muestreo combinado consistente, por un lado en una red de mano (directo), y por otro en la utilización de dos substratos artificiales (indirecto) de diferente naturaleza y constitución. De esta forma podremos establecer cuál es la importancia relativa de estos substratos en la captura de macroinvertebrados, y de qué manera influye en la utilización de los índices biológicos BMWP¹ y

¹ C/ Arquitecto Segura de Lago 3, Pt. 7. 46014 Valencia. España.

² C/ San Rafael 40, Pt. 34. 46011 Valencia. España. E-mail: Juan.Rueda@uv.es

³ I.F.E. The River Laboratory. East Stoke. Wareham. Dorset. BH20 4BB. U.K. E-mail: GLTO@wpo.nerc.ac.uk

⁴ Departamento de Biología Animal. Laboratorio de Hidrobiología. Facultad de CC Biológicas de Valencia. Dr. Moliner 50. 46100 Burjassot. Valencia. España.

ASPT' (ALBA TERCEDOR & SÁNCHEZ ORTEGA, 1988) y a la diversidad de SHANNON & WEAVER (1963). A su vez evaluaremos su efectividad en dos ríos de características opuestas tanto geomorfológicas e hidrogeológicas como de contaminación.

MATERIAL Y METODOS

Descripción del área de estudio

El presente trabajo se desarrolló mensualmente desde el mes de febrero hasta el mes de junio del año 1996. Se eligieron dos ríos de la Comunidad Valenciana, el río Magro y el río Palancia. Se estudió un tramo de cada río, aproximadamente de 45 km. Se eligieron 10 estaciones de muestreo en cada río, intentando que la distancia entre ellas fuera lo más equidistante posible, etc. (GARCÍA DE JALÓN & GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, 1986). La ubicación de las estaciones de muestreo en el río Magro se encuentra en la Tabla I.

El río Magro se caracteriza por presentar pendientes poco pronunciadas, con una velocidad de la corriente relativamente baja, y un lecho en el que predominan gravas, arenas y limos, estos dos últimos en mayor proporción.

El río Palancia se caracteriza por presentar pendientes más acusadas que las del río Magro, y una mayor velocidad de la corriente, encontrándose con lechos de piedras y gravas. La estación denominada Camping (P5) del río Palancia, se encuentra en una zona de elevada infiltración, en

la que se había construido la acequia de las Quinchas para asegurar la alimentación del embalse del Regajo. Cuando los niveles de agua son excedentarios, por este tramo del río corre agua, independientemente de que continúe abierta dicha acequia, pero conforme se acerca la primavera y el verano, esta zona queda completamente seca y todo el volumen de agua circula entonces por la acequia hasta el embalse. Esta es la causa de que no dispongamos de los datos correspondientes a los meses de mayo y de junio en este punto. Las estaciones de muestreo correspondientes al río Palancia se encuentran en la Tabla II.

Metodología General

El muestreo directo se realizó sobre los microhábitats naturalmente existentes en el río, empleando una red de mano de 200 μm durante un minuto de tiempo.

En el muestreo indirecto los organismos se capturan mediante la utilización de dos substratos artificiales que son introducidos en el agua. Estos, han sido expuestos a la colonización durante un tiempo de cuatro semanas. La recolección de los organismos colonizadores fue de tipo intensivo, recogiendo todos y cada uno de los invertebrados presentes sobre el substrato.

Los organismos capturados fueron introducidos en frascos de plástico, etiquetados con la fecha, nombre, número y tipo de muestreo para cada punto. Los frascos, contenían alcohol de 70°,

TABLA I
ESTACIONES DE MUESTREO DEL RIO MAGRO

Nombre	Siglas	Mapa	Coordenadas U.T.M.	Latitud °	Longitud °	Altitud m	Dist. Origen km
Uriel	M1	Uriel	30SXJ525814	39°34'14"	1°13'56"	740	0
San Juan	M2	Chulilla	30SXJ573761	39°31'64"	1°10'35"	700	7.2
Pontón	M3	Requena	30SXJ629713	39°28'84"	1°7'07"	660	14.3
San Blas	M4	Requena	30SXJ651702	39°28'43"	1°47'9"	650	17.6
Atrafal	M5	Requena	30SXJ667709	39°28'18"	1°3'67"	630	19.9
Angelito	M6	Requena	30SXJ664652	39°25'62"	1°3'88"	585	25.2
Hortunas de Arriba	M7	Rquena	30SXJ685628	39°22'99"	1°27'2"	530	30.9
Hortunas de Abajo	M8	Requena	30SXJ713606	39°22'64"	1°0'88"	515	34.4
Campamento de Tabarla	M9	Requena	30SXJ748599	39°22'02"	0°58'35"	450	41.2
Cola de Forata	M10	Requena	30SXJ792583	39°21'74"	0°55'74"	395	47.6

TABLA II
ESTACIONES DE MUESTREO DEL RIO PALANCIA

Nombre	Siglas	Mapa	Coordenadas U.T.M.	Latitud °	Longitud °	Altitud m	Dist. Origen km
Barranco del Resinero	P1	Jérica	30SXK913211	39°55'62"	0°45'88"	1.000	0
Fuente de los Cloticos	P2	Jérica	30SXK937226	39°55'81"	0°44'09"	820	4.5
Bejís	P3	Jérica	30SXK958203	39°54'81"	0°42'12"	700	9.2
Teresa	P4	Jérica	30SYK004196	39°53'86"	0°39'48"	636	15.1
Camping	P5	Jérica	30SYK032202	39°54'99"	0°37'47"	540	20.3
Renfe	P6	Jérica	30SYK084201	39°54'14"	0°33'91"	440	26.9
Fuente de Baños	P7	Segorbe	30SYK127186	39°53'32"	0°30'91"	400	31.6
Segorbe	P8	Segorbe	30SYK161141	39°51'47"	0°28'56"	325	37.9
Villatorcas	P9	Segorbe	30SYK187138	39°50'52"	0°26'66"	280	41.9
Sot de Ferrer	P10	Sagunto	30SYK21509	39°48'39"	0°24'65"	220	48

excepto aquéllos donde introducíamos turbelarios e hirudíneos, que contenían simplemente agua, pues estos taxones requieren técnicas especiales de fijado. Todos los frascos se mantenían en una nevera a 4° C, para ser transportados al laboratorio, donde se realizó su determinación y conteo. Los turbelarios e hirudíneos fueron determinados *in vivo* y posteriormente sedados y fijados para su mejor conservación. Con los turbelarios se utilizó líquido de Beauchamp y con los hirudíneos formol al 10%.

Descripción de los Substratos

El substrato «ladrillo» es como su nombre indica, un ladrillo de 24 × 8,5 × 12 cm, con seis agujeros que lo atraviesan longitudinalmente de 3 × 3 cm de lado, en los cuales fueron introducidas gravas de pequeño tamaño, cuyo diámetro oscilaba entre 1 y 1,5 cm, y cuyo número medio de piezas por hueco oscilaba entre 23 y 30. Los extremos del ladrillo fueron cerrados mediante una malla de 1 × 1 cm de luz, una de ellas articulada, para introducir y extraer las gravas (Foto 1).

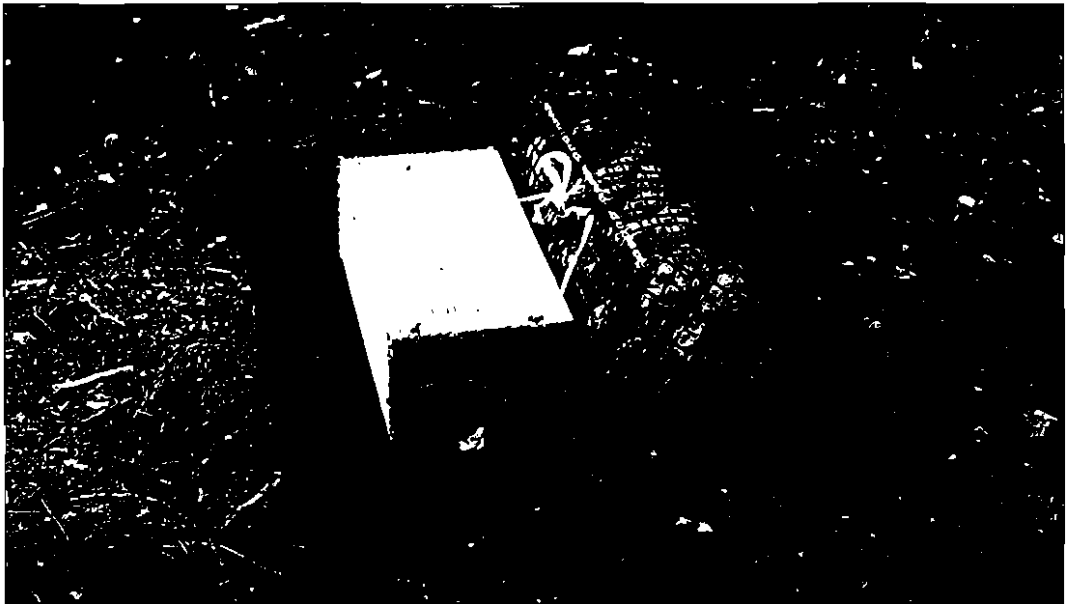


Foto 1. Substratos artificiales utilizados.

El substrato «jaula» es una estructura cilíndrica de naturaleza plástica de 1 × 1 cm de luz y 24.5 cm de largo por 12 cm de diámetro. El cosido de sus bordes se realizó con hilo de pescar, que ofrece una gran resistencia, es transparente y no se disuelve en el agua. Cada «jaula» posee una puerta para facilitar la introducción y extracción de las gravas, y un asa, que a la vez que facilita su transporte y manejo, actúa como punto de anclaje al substrato «ladrillo» mediante un cordel. En esta estructura cilíndrica se introdujeron pequeñas piedras que se encontraron en los márgenes del río y cuyo tamaño oscilaba entre 3 y 8 cm de diámetro y su número variaba entre 12 y 18 unidades (Foto 1).

Los substratos se ataban y se colocaban en sentido paralelo a la corriente, de manera que el agua pudiera circular a lo largo de los orificios del ladrillo. Bajo estos se colocó una red de 25 × 40 cm, para cada substrato, con el fin de retener a los organismos que pudieran escapar a la hora de extraerlos del agua (HILSENHOFF, 1969; MINS-HALL & MINSHALL, 1977; DE PAUW *et al.*, 1986; HERRANZ SANZ & GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, 1986).

El periodo más recomendado para la óptima colonización de los substratos artificiales oscila entre tres y cuatro semanas. El proceso más intenso e interesante de colonización se produce durante la primera semana, pero éste varía con la estación del año en que se desarrolle el muestreo. El tiempo de colonización es mayor, en general, en las estaciones frías que en las cálidas (WATERS, 1964; ANDERSON & MASON, 1968; HILSENHOFF, 1969; ROUX *et al.*, 1976; DE PAUW *et al.*, 1986; CRUNKILTON & DUCHROW, 1991; ROBINSON *et al.*, 1993).

RESULTADOS

Organismos capturados

El número total de taxones capturados fue de 164, de los cuales 107 se encontraron en el río Magro, y 134 en el río Palancia. El mayor tanto por cien de capturas se obtuvo con el método directo, y entre el 27 y el 53% del total con substratos artificiales.

La tendencia general es a observar un aumento en el número de taxones a medida que nos acerca-

mos a los meses calurosos (ANDERSON & MASON, 1968; ROBINSON *et al.*, 1993). Este hecho se observa en el río Magro, pero no en el río Palancia. En éste el número de taxones tiende a mantenerse más o menos constante a lo largo del periodo de estudio.

El mayor número de especies por muestreo se registra con el método directo. En cuanto a los substratos artificiales, éstos se caracterizan por capturar taxones poco frecuentes o difíciles de encontrar (RABENI & GIBBS (1978)). El mayor número de especies se obtiene de la suma de los datos obtenidos por el muestreo directo y los substratos artificiales. Este hecho se puede apreciar en ambos ríos, donde tanto el número de organismos capturados como el de taxones aumentan, facilitando con ello el estudio de la calidad de estos (Tabla III).

TABLA III
TAXONES CAPTURADOS CON CADA TIPO DE
MUESTREO Y POR MES

MAGRO	Directo	Ladrillo	Jaula	Total
Febrero	40	22	25	46
Marzo	45	23	27	49
Mayo	67	22	27	70
Junio	65	35	42	77
PALANCIA	Directo	Ladrillo	Jaula	Total
Febrero	78	47	43	78
Marzo	98	45	49	98
Mayo	89	42	40	89
Junio	93	46	41	93

Los substratos artificiales presentan un número muy similar de taxones capturados, siendo el substrato «jaula», en el río Magro, el que mayor número de taxones aporta por campaña de muestreo, mientras que en el río Palancia es el substrato «ladrillo». En el río Magro el número de taxones capturados por los substratos artificiales tiende a igualarse con los taxones obtenidos por el método directo en aquellos puntos caracterizados por presentar un elevado nivel de contaminación, especialmente entre Ponton (M3) y Atrafal (M5) (HERNÁNDEZ, 1996).

TABLA IV
TANTO POR CIENTO MEDIO DE TAXONES PROPIOS DE CADA METODO DE MUESTREO

MAGRO %	Exclusivos de cada método			Comunes al directo		
	M. Directo	S. Ladrillo	S. Jaula	S. Ladrillo	S. Jaula	A ambos
Febrero	35.02	8.70	17.41	36.9	33	38.87
Marzo	27.11	6.35	19.09	37.6	37.6	47.45
Mayo	42.22	6.51	4.34	33	43.45	46.93
Junio	36.24	11.97	7.77	31	40.1	44.02

PALANCIA %	Exclusivos de cada método			Comunes al directo		
	M. Directo	S. Ladrillo	S. Jaula	S. Ladrillo	S. Jaula	A ambos
Febrero	27.78	14.75	4.21	47.5	46.3	53.26
Marzo	34.37	8.74	4.34	40.1	44.88	52.55
Mayo	41.16	5.4	3.6	41.34	39.8	49.84
Junio	34.70	9.17	9.17	39.8	35.72	46.96

En la Tabla IV se muestra el tanto por cien medio de taxones exclusivos de cada método y mes de muestreo. El tanto por cien de capturas debidas al método directo se encuentra siempre por encima del obtenido mediante los substratos artificiales. El número de taxones comunes a ambos métodos tiende a disminuir en junio a la vez que disminuye el número de taxones propios del método directo en pro de los substratos artificiales. En el río Magro, en los meses de mayo y junio, el substrato «jaula» es el que mayor similitud muestra respecto al método directo, a la vez que presenta un menor porcentaje de taxones exclusivos. El mayor tanto por cien de taxones entre los substratos artificiales lo aporta la

«jaula» durante el invierno y el «ladrillo» durante la primavera-verano. En el río Palancia es el substrato «ladrillo» el que mayor número de taxones aporta, con una ligera tendencia a igualarse al número de taxones obtenidos por el substrato «jaula» en el mes de junio.

El número de taxones tiende a aumentar hacia los meses calurosos (Tabla V). Parece existir una predominancia de un tipo u otro de substrato en función de la estación del año, presentando el substrato «jaula» un mayor número de taxones en invierno al contrario que en el substrato «ladrillo». En el río Palancia se observa una predominancia del substrato «ladrillo», debido

TABLA V
NUMERO DE TAXONES OBTENIDOS MEDIANTE LOS SUBSTRATOS ARTIFICIALES

RIO MAGRO	Nuevos Taxones	Taxones exclusivos		Comunes entre substratos	Taxones totales capturados
		S. Ladrillo	S. Jaula		
Febrero	7	1	4	2	46
Marzo	3	0	2	1	49
Mayo	4	2	1	1	70
Junio	14	7	4	3	77

RIO PALANCIA	Nuevos Taxones	Taxones exclusivos		Comunes entre substratos	Taxones totales capturados
		S. Ladrillo	S. Jaula		
Febrero	8	6	1	1	78
Marzo	5	3	1	1	98
Mayo	4	2	1	1	89
Junio	10	4	4	2	93

principalmente a la existencia de organismos de fondo rocoso. El número de taxones comunes en ambos substratos también aumenta conforme nos acercamos al mes de junio. Por otra parte, los taxones capturados mediante el muestreo directo, y que no se han capturado nunca con los substratos artificiales durante el período de estudio sobre el río, son principalmente coleópteros, heterópteros y algunos odonatos, dípteros, efémerópteros, moluscos y ostrácodos (Tablas VI y VII).

En términos generales podemos decir que en el río Palancia el número de especies disminuye hacia el último tramo estudiado. Se observa un incremento en el número de especies capturadas por el método directo hasta el mes de mayo inclusive, en detrimento de los substratos artificiales. En el mes de junio esta misma relación se invierte. El río Magro se caracteriza por presentar un incremento en el número de especies conforme nos acercamos hacia el tramo final favorecido con la estacionalidad.

TABLA VI
ESPECIES EXCLUSIVAS DEL METODO DIRECTO EN EL RIO MAGRO

O. Podocopida	O. Coleoptera	<i>Rhantus frontalis</i>
O. Mesogastropoda	<i>Anlongyrrus striatus</i>	<i>Agabus didymus</i>
<i>Mercuria confusa</i>	<i>Orectochilus villosus</i>	O. Ephemeroptera
O. Basommatophora	<i>Dytiscus</i> sp.	<i>Centroptilum luteolum</i>
<i>Stagnicola palustris</i>	<i>Ilybius fuliginosus</i>	O. Diptera
O. Decapoda	<i>Hydroglufus</i> sp.	<i>Tipula</i> sp.
<i>Atyaephyra desmarestii</i>	<i>Hyphidrus</i> sp.	<i>Culex</i> sp.
O. Heteroptera	<i>Noterus laevis</i>	<i>Culex territans</i>
<i>Gerris najas</i>	<i>Ilybius fuliginosus</i>	Dolichopodidae
<i>Notonecta maculata</i>	<i>Rhantus frontalis</i>	<i>Chelicera</i> sp.
<i>Plea minutissima</i>	<i>Hydrophylus</i> sp.	O. Odonata
<i>Corixa</i> sp.	<i>Hydrous</i> sp.	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i>
<i>Hydrometra stagnorum</i>	<i>Helochares lividus</i>	<i>Anax imperator</i>
<i>Naucoris maculatus</i>	<i>Laccophilus hialinus</i>	<i>Onychogomphus uncatatus</i>
<i>Nepa cinerea</i>	<i>Halipilus</i> sp.	<i>Goyeria irene</i>
	<i>Haliplus lineatocollis</i>	

TABLA VII
ESPECIES EXCLUSIVAS DEL METODO DIRECTO EN EL RIO PALANCIA

O. Podocopida	<i>Deronectes</i> sp.	<i>Proclæon bifidum</i>
O. Mesogastropoda	<i>Laccobius bipunctatus</i>	<i>Ephemera danica</i>
<i>Melanopsis disfourii</i>	<i>Laccobius atrocephalus</i>	O. Diptera
O. Heteroptera	<i>Laccophilus hialinus</i>	<i>Clinocera</i> sp.
<i>Nepa cinerea</i>	<i>Helochares lividus</i>	<i>Limnophora</i> sp.
<i>Microvelia</i> sp.	<i>Coelostoma orbiculare</i>	Cerapogonidae
<i>Velia</i> sp.	<i>Nebrioporus clarkii</i>	<i>Paleodixa</i> sp.
<i>Plea minutissima</i>	<i>Dryops</i> sp.	Scymizidae
<i>Corixa</i> sp.	<i>Dryops algicirus</i>	O. Trichoptera
<i>Micronecta</i> sp.	<i>Yola bicarinat</i>	<i>Rhyacophyla occidentalis</i>
O. Coleoptera	<i>Agabus didymus</i>	O. Odonata
<i>Anlongyrrus striatus</i>	<i>Hydrous</i> sp.	<i>Anax imperator</i>
<i>Orectochilus villosus</i>	<i>Halipilus</i> sp.	<i>Onychogomphus forcipatus</i>
<i>Hydrovatus</i> sp.	<i>Anacaena bipustulata</i>	<i>Ortbetrum caerulecens</i>
<i>Limnius</i> sp.	<i>Ilybius fuliginosus</i>	O. Acariformes
<i>Dytiscus</i> sp.	O. Ephemeroptera	Hydrachnidae
<i>Dytiscus marginalis</i>	<i>Clæon simile</i>	

En el río Magro los taxones exclusivos del substrato «jaula» fueron: el hirudíneo *Haemopsis sanguisuga*, los dípteros Psychodidae y Ephydriidae, el odonato *Orthetrum coerulescens*, el plecóptero *Leuctra geniculata* o el megalóptero *Sialis lutaria*. En el substrato «ladrillo» encontramos el molusco *Ferrissia wautieri* y el díptero *Paleodixa* sp. Las especies comunes a ambos substratos, pero que no se encontraron por el método directo, son el coleóptero *Meladema* sp y el díptero *Lispe* sp. Los taxones de este tipo encontrados en el río Palancia son los coleópteros *Scarodytes halensis*, *Stictotarsus* sp y *Stenelmis canaliculata* en el substrato «ladrillo» y un díptero Dolichopodidae y el tricóptero *Setodes argentipunctellus* en el substrato «jaula».

Todos los taxones exclusivos del muestreo directo se caracterizan por su marcado carácter nadador, por encontrarse enterrados en fango, arenas y limos, o por desarrollar una vida epífita.

El mayor número de organismos es aportado por el método directo, ya que cubre un área muy superior a la de los substratos artificiales. Sin

embargo en los meses de febrero y mayo el mayor número de organismos se registró en el substrato «jaula» en el río Magro (Tabla VIII). Ello se debió principalmente al elevado número de quironómidos encontrados en el río. El tanto por cien medio de individuos capturados aumenta hasta el mes de mayo por el método directo en detrimento de las capturas realizadas con los substratos artificiales, relación que se invierte durante en el mes de junio (Figura 1) a favor de los substratos artificiales.

Así pues la tendencia general observada en el río Magro es a obtener un mayor número de indivi-

TABLA VIII
INDIVIDUOS TOTALES CAPTURADOS CON CADA METODO DE MUESTREO EN EL RIO MAGRO

	Directo	Ladrillo	Jaula	Total
Febrero	2.838	2.176	3.190	8.240
Marzo	3.345	2.040	2.054	7.439
Mayo	3.054	2.509	4.509	10.072
Junio	3.409	1.537	1.802	6.748

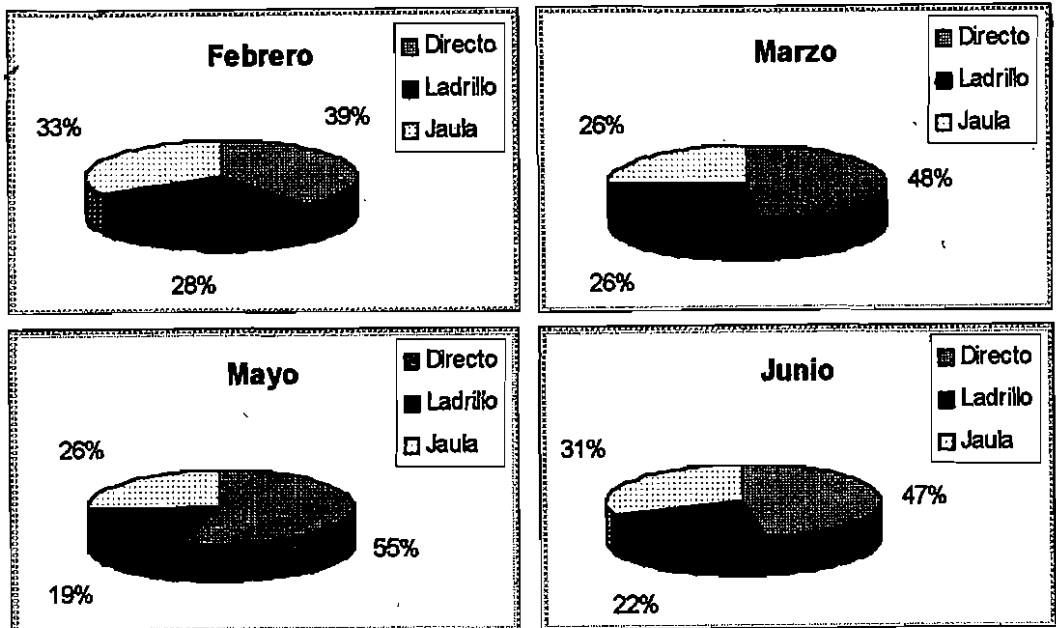


Fig. 1. Tanto por cien medio de capturas para cada método en el río Magro.

duos por el método directo, excepto en aquellos puntos donde uno o varios taxones se encuentran en grandes proporciones, como en Angelito (M6), debido a la abundancia de quironómidos y simúlidos; en San Juan (M2) por la presencia de quironómidos, tubificidos y el molusco *Physella acuta*; y en Cola de Forata (M10) donde hallamos grandes cantidades de simúlidos, *Caenis luctuosa* y *Echinogammarus* sp.

Los dípteros constituyen el taxón más abundante, tanto en el método directo como con los substratos artificiales, especialmente en el substrato «jaula». Este hecho se debe a la mayor capacidad que presenta el substrato «jaula» para retener sedimentos en su interior, especialmente si la corriente es muy lenta. Ello favorecería el asentamiento de un mayor número de organismos de la subfamilia Chironominae, como es el caso. Aquellos taxones que se encontraron únicamente mediante la utilización de los substratos artificiales y con una baja frecuencia en el río Magro se muestran en la Tabla IX.

TABLA IX
TAXONES RAROS CAPTURADOS
EN EL RIO MAGRO

Taxones raros
<i>Cheumatopsyche lepida</i>
<i>Sialis lutaria</i>
<i>Leuctra geniculata</i>
<i>Ephoron virgo</i>

El río Palancia presenta la misma tendencia que el río Magro en cuanto al número de organismos capturados por cada método (Tabla X). Se obser-

TABLA X
ORGANISMOS CAPTURADOS DURANTE LAS
CAMPAÑAS DE ESTUDIO EN EL RIO PALANCIA

	Directo	Ladrillo	Jaula	Total
Febrero	1.580	907	985	3.447
Marzo	2.512	1.044	999	4.555
Mayo	1.865	817	519	3.201
Junio	978	842	962	2.782

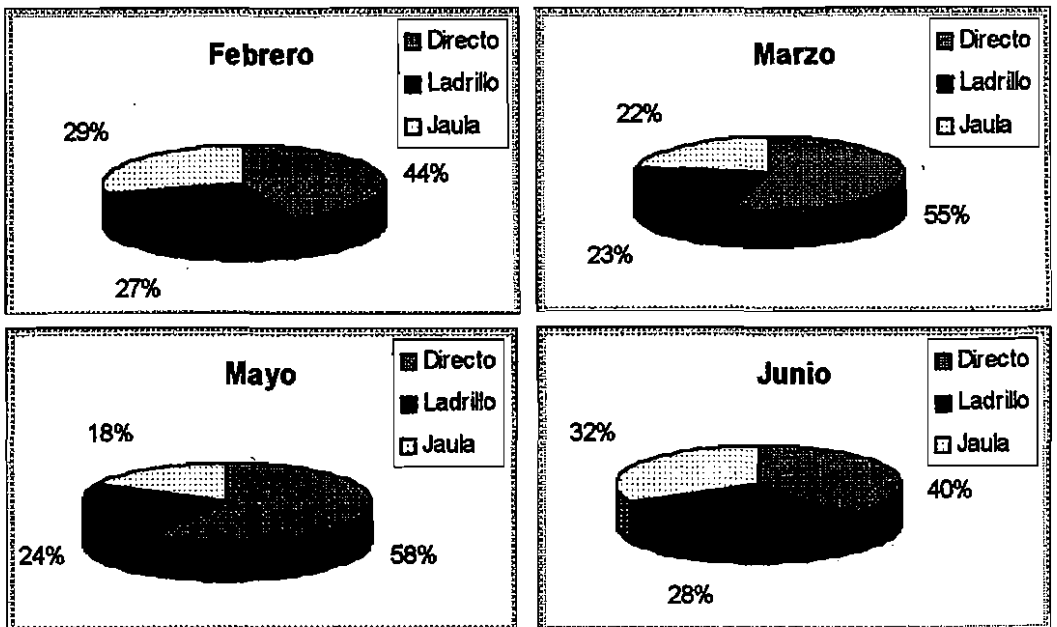


Fig. 2. Tanto por cien medio de capturas por punto de muestreo en el río Palancia.

va un incremento en el número de capturas realizadas mediante el método directo hasta el mes de mayo, para luego decaer en pro de los substratos artificiales (Figura 2).

En el río Palancia nos encontramos con dos puntos donde se obtiene el máximo número de organismos capturados. Uno en Bejis (P3), debido principalmente a la presencia de *Potamopyrgus antipodarum*, *Echinogammarus* sp, *Elmis* sp. e *Hydrocyphon deflexicollis*. El otro en Villatorcas (P9), donde abundan *Hydropsyche exocellata*, *Caenis luctuosa* y *Baetis* sp. Los puntos en que se registra un menor número de organismos a lo largo del periodo de estudio son la fuente de los Cloticos (P2) y Segorbe (P8), mientras que el punto más homogéneo en cuanto al número de organismos capturados es fuente de Baños (P7), debido principalmente a las características del medio. Se obtiene una mayor eficacia con el uso de los substratos artificiales en la zona entre Renfe (P6) y Villatorcas (P9), coincidiendo con el área de máxima contaminación. Los taxones que se encontraron únicamente mediante la utilización de los substratos artificiales y con una baja frecuencia en el río Palancia se muestran en la Tabla XI.

Las especies que se encuentran en mayor proporción a lo largo de todo el río son *Potamopyrgus*

TABLA XI
TAXONES RAROS CAPTURADOS
EN EL RIO MAGRO

Taxones raros
<i>Habroplebia fusca</i>
Scyomizidae
<i>Mystacides azurea</i>
<i>Setodes argentipunctellus</i>
<i>Gomphus similimus</i>
<i>Orithetrum caeruleascens</i>

antipodarum, *Lymnaea peregra*, *Hydropsyche exocellata* y *Platycnemis* sp.

Índice de Diversidad

El río Magro se caracteriza por presentar una diversidad creciente hacia el final del tramo estudiado, como consecuencia del anómalo estado en el que se encuentra. Los mínimos siempre se hallan entre el Pontón (M3) y Angelito (M6), coincidiendo con la zona de máxima contaminación. Estos puntos se caracterizan por presentar un bajo número de taxones que a su vez exhiben poblaciones muy elevadas (Figura 3). La zona de máximos se encuentra en el Nacimiento (M1), y hacia el tramo final, entre Hortunas de Arriba (M7) y Cola de Forata (M10).

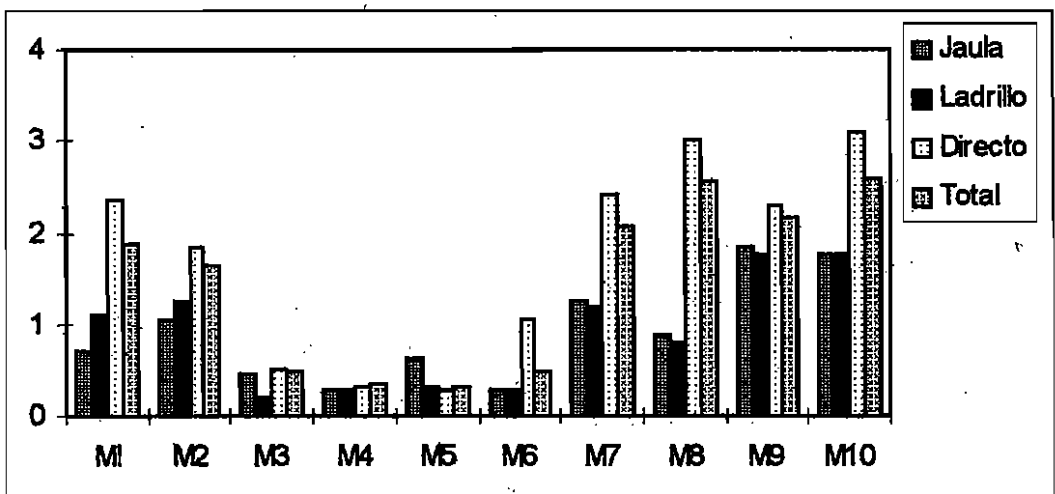


Fig. 3. Valor medio del índice de diversidad para el río Magro.

Se observa que es el método directo el que aporta los mayores valores de diversidad, superando incluso a los obtenidos mediante el método total. En el río Magro las estaciones que se encuentran entre Pontón (M3) y Atrafal (M5) es donde los substratos artificiales muestran valores de diversidad más próximos a los obtenidos por el método directo. La diversidad observada en ambos substratos artificiales es similar, aunque existen variaciones en función de la estación y de la época de muestreo. En los puntos más contaminados el substrato jaula permite obtener valores de diversidad mayores que el substrato ladrillo.

En el río Palancia, a lo largo del tramo estudiado, se obtienen índices de diversidad altos y, al contrario de lo que sucede en el río Magro, estos tienden a disminuir hacia el tramo final (Figura 4). En Fuente de Baños (P7) se obtienen valores bastante bajos, hecho que podemos relacionar por un lado con las características morfológicas del río, debido a que este punto se encuentra fuertemente encañonado, con una gran pendiente y con un fondo rocoso que hace difícil el desarrollo de comunidades animales diversificadas, y por otro, con los efectos negativos que el embalse del Regajo ejerce sobre las aguas del río.

Al igual que sucedía en el río Magro, los mayores índices de diversidad registrados se obtienen por

el método directo, excepto algún punto, donde la mayor diversidad se obtiene por el método total. La zona de máxima diversidad, por tanto, se encuentra en el tramo inicial objeto de estudio, disminuyendo sus valores hacia el final. Conforme nos acercamos a los meses calurosos el número de individuos capturados se reduce, hecho que se da en todo el río, de manera que nos encontramos con diversidades crecientes (MINSHALL *et al.*, 1985).

Índice de Calidad Biológica

El índice de calidad biológica B.M.W.P.¹ en el río Magro presenta una tendencia a aumentar hacia el tramo final de la zona de estudio (Figura 5). Este comportamiento se debe a la fuerte acción antrópica que soporta el río a la altura de las poblaciones de Utiel y Requena, que alteran fuertemente sus características sin posibilidad de recuperación a lo largo del año, ya que se trata de vertidos de carácter continuo. A partir de Angellito (M6) el río experimenta una recuperación de sus características físico-químicas y de diversidad, gracias al fenómeno de autodepuración (RUEDA, 1997), que se refleja en el incremento registrado de la calidad del río aguas abajo de este punto. Los valores del índice de calidad aumentan, en general, a medida que nos acercamos a los meses calurosos.

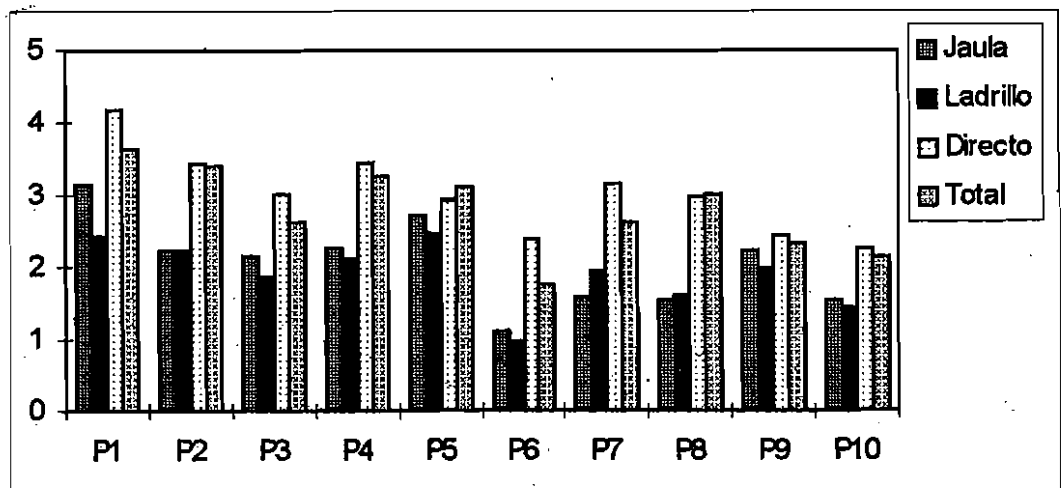


Fig. 4. Valor medio del índice de diversidad para el río Palancia.

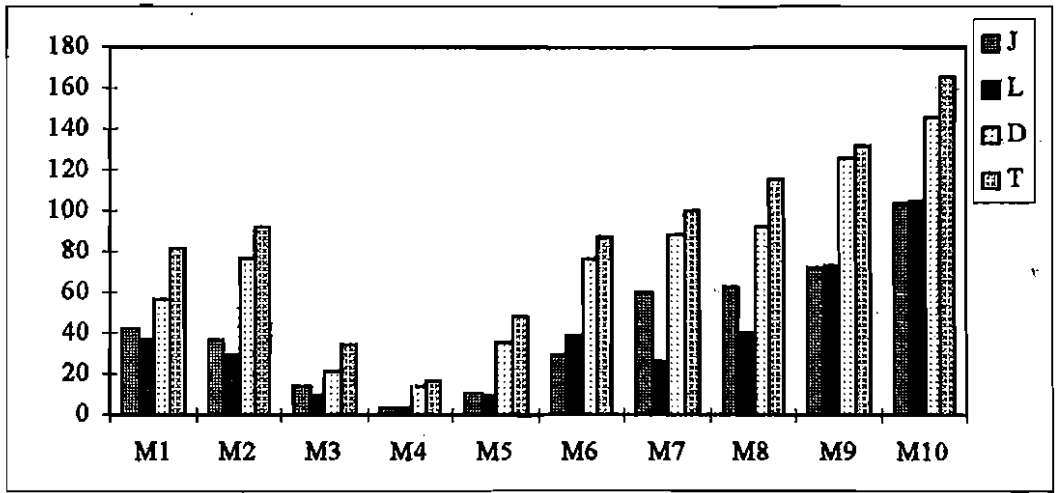


Fig. 5. Índice B.M.W.P.' general para el río Magro.

Es el método total (combinación del directo y los substratos artificiales) el que aporta los valores más altos de calidad, seguido del método directo, y de los substratos artificiales. Estos últimos presentan valores de calidad muy similares, que en la mayoría de los puntos de muestreo, se inclinan ligeramente en favor del substrato jaula.

El índice de calidad del río Palancia presenta una tendencia a disminuir hacia el tramo final (figura 6). Presentando valores máximos entre el barranco del Resinero (P1) y Teresa (P4), y mínimos desde Renfe (P6) hasta Sot de Ferrer (P10). Al igual que sucede en el río Magro, se observa una recuperación de las comunidades existentes en el

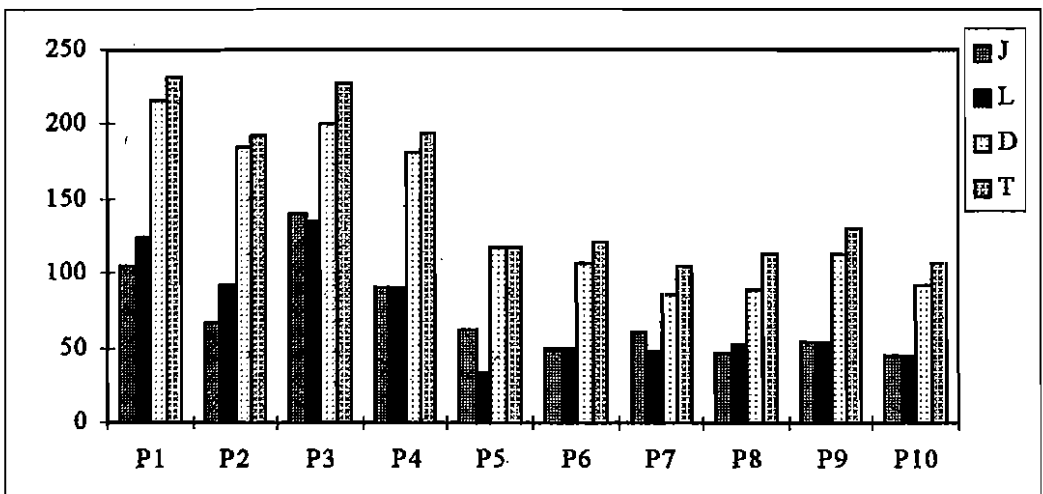


Fig. 6. Índice B.M.W.P.' general para el río Palancia.

río en Villatorcas (P9), tras los nefastos efectos de los productos contaminantes que son vertidos en Segorbe (barranco de Capuchinos) y Geldo, gracias al fenómeno de autodepuración del río.

La tendencia general es a registrar un aumento en la calidad biológica en todos y cada uno de los métodos conforme nos acercamos a los meses calurosos. Los puntos que se caracterizan por presentar unos niveles elevados de contaminación son los que reflejan un menor incremento del índice de calidad a lo largo del período de estudio.

Los valores del índice A.S.P.T.¹ muestran que, la calidad biológica es menor a la que muestra el índice B.M.W.P.¹. Los valores del A.S.P.T.¹ en el río Magro son muy reducidos, indicando el grave estado del río (Figura 7) (HERNÁNDEZ, 1996; RUEDA, 1997). Los valores registrados en el río Palancia no son tan bajos (Figura 8), observándose un ligero descenso en la calidad de las aguas en los meses calurosos, variaciones que el índice B.M.W.P.¹ no registra de una manera tan clara.

En algunos de los puntos de muestreo se observa que el valor del índice A.S.P.T.¹ obtenido mediante la utilización de los substratos artificiales es superior al obtenido mediante el método directo y el método total. Ello se debe a que en

estos puntos se obtiene un menor número de taxones por muestreo, taxones que a su vez presentan valores de calidad elevados.

DISCUSION

Los substratos artificiales son una herramienta de apoyo muy útil para el estudio de las comunidades existentes en un río, sobre todo a la hora de calcular medidas de abundancia y de biomasa de los grupos predominantes. Los substratos artificiales son capaces de reducir la variabilidad que va ligada a todo proceso de muestreo en el que el investigador es el que dirige y ejecuta la captura de los organismos, ya que su utilización tiende a estandarizar todas aquellas variables que de la acción mecánica del hombre se derivan.

Aunque la tendencia general es a observar un aumento en el número de taxones a medida que nos acercamos a los meses calurosos, el hecho de que en el río Palancia se observe un número más o menos constante de taxones, a lo largo del período de estudio, se podría interpretar como una sustitución temporal de las especies coexistentes. La existencia de estos mecanismos es reflejo del mantenimiento de las características naturales del río o de las pocas perturbaciones a las que está sometido. No sólo el espacio es el causante de la

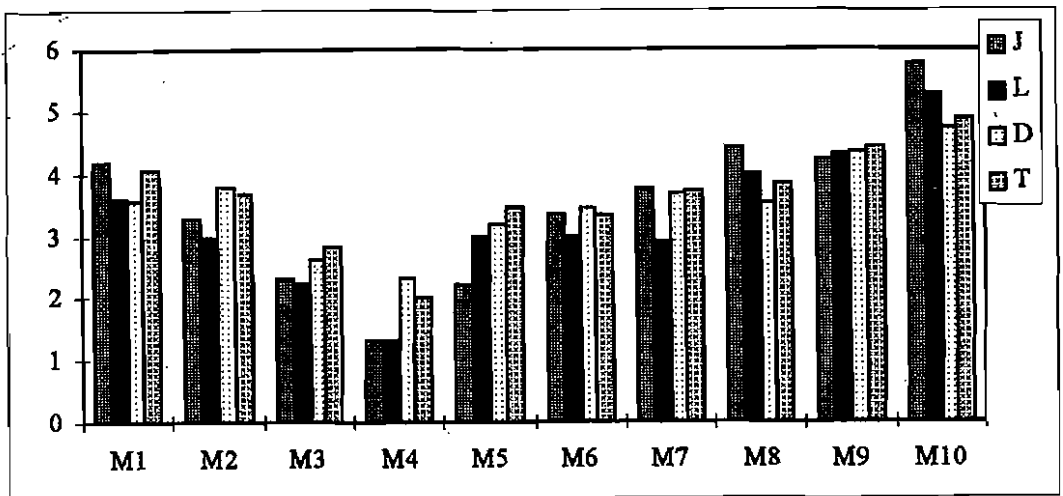


Fig. 7. Índice A.S.P.T.¹ general para el río Magro.

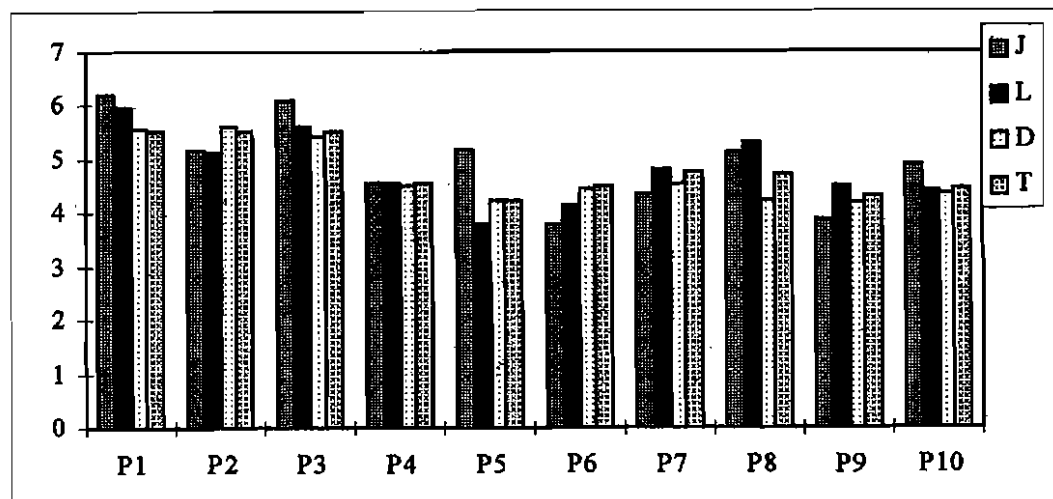


Fig. 8. Índice A.S.P.T.' general para el río Palencia.

distribución de los organismos sino que intervienen también otros procesos, como la alimentación, el tipo de sustrato, y otro tipo de presiones como la predación, la velocidad de la corriente y los procesos de emigración e inmigración (MODDE & DREWES, 1990).

El principal problema que presentan los sustratos artificiales es la selectividad (ROUX *et al.*, 1976; KHALAF & TACHET, 1978; RABENI & GIBBS, 1978; ROBI *et al.*, 1978; KHALAF & TACHET, 1980). En los trabajos con sustratos artificiales se ha intentado objetivar el estudio aumentando el número de réplicas del muestreo, variando el tipo de sustrato, su tamaño, composición, etc. Pero esto es difícil, ya que la dinámica de colonización de los sustratos artificiales no es igual ni requiere el mismo tiempo en diferentes áreas o ríos. En nuestro estudio ha quedado demostrado que el número de taxones aportado por el muestreo directo es superior al que aportan los sustratos artificiales. Ello es lógico, si se considera que los sustratos artificiales no pueden recrear la complejidad del medio natural en la mayoría de los casos. Por otro lado la superficie cubierta por los muestreos tradicionales es mucho mayor que la de los sustratos artificiales. Por tanto, en ellos encontramos una representación de ciertas especies atraídas por ese tipo de sustrato, pero no de todas las que se hallan naturalmente en el río.

El río Magro alberga un mayor porcentaje de organismos colectores, especialmente en las zonas contaminadas. El río Palencia muestra en sus aguas una mayor proporción de fitófagos, detritívoros y predadores. El sustrato «jaula» se caracteriza por retener una proporción más elevada de arenas y de detritus que el sustrato «ladrillo», siendo más ventajoso para ser colonizado por los organismos colectores. Sólo se apreciaron niveles superiores de colectores con el sustrato «ladrillo» en aquellos lugares donde la velocidad de la corriente era lo suficientemente lenta como para permitir que los sedimentos y detritus arrastrados por el río quedasen retenidos en su interior.

Se observa que con la utilización complementaria de los sustratos artificiales se obtiene una valoración de la calidad del agua superior a la estimada por el método tradicional. La tendencia general de los investigadores es a pensar que la utilización de un medio lo más heterogéneo posible favorece la aparición de niveles superiores de abundancia y de diversidad (MINSHALL & MINSHALL, 1977).

Un hecho interesante es el de que los sustratos artificiales facilitan la captura de taxones difíciles de encontrar en el río, debido a que el sustrato dominante no favorece su asentamiento. Al

introducir un sustrato diferente y favorecedor, estos taxones se instalan rápidamente en el mismo. Este es el caso de aquellos puntos caracterizados por presentar fondos irregulares, poco estables o fangosos, en los cuales se han obtenido los mejores resultados con los sustratos artificiales (ROUX *et al.*, 1976; STANFORD & REED, 1974; DE PAUW *et al.*, 1986; HERNÁNDEZ, 1996).

En ambos ríos se observa un incremento del tanto por cien de capturas por el método directo, conforme nos acercamos al mes de mayo. Por el contrario, en los sustratos artificiales el porcentaje de capturas se ve reducido hasta el mes de junio, en el cual la relación anterior se invierte en favor de estos. Ello se relaciona con los periodos de actividad de los organismos. A medida que nos acercamos a la primavera la temperatura del aire y del agua aumenta incrementando así el ritmo biológico de los organismos, provocando la activación o inicio de su ciclo, ROBINSON *et al.* (1993). Estos registran el incremento de temperatura y comienzan el movimiento de dispersión colonizando nuevas zonas. Los sustratos artificiales actúan como un espacio vacío para la captación de nuevos taxones que aparecen en el río o que se extienden desde otros puntos, de manera que es en los meses de mayo y junio cuando más se hace sentir la explosión de organismos en el río.

Con la utilización de un único sustrato artificial no se alcanzan los niveles de calidad calculados a partir del método directo, ya que para su correcta comparación se debería de utilizar varias réplicas. Los sustratos artificiales utilizados como método complementario permiten calcular incrementos de la calidad de las aguas lo suficientemente significativos como para que se deban de tener en cuenta en estudios venideros. En el río Magro se aprecia una mejora de la valoración del río por un aumento en el número de taxones encontrados en un 11.06% con el sustrato «jaula», y de un 8.35% con el sustrato «ladrillo», mientras que para el río Palancia el incremento del número de taxones que aportan los sustratos es del 5.33% con el sustrato «jaula» y del 9.51% por parte del sustrato «ladrillo». Por el contrario el índice de diversidad de Shannon presenta valores más bajos que

los obtenidos únicamente por el método directo. Esto es debido a que los sustratos artificiales enmascaran la verdadera variabilidad del medio al ser colonizados por un pequeño número de taxones que a su vez presentan poblaciones desproporcionadas con respecto al resto de las comunidades naturalmente encontradas en el río, coincidiendo con los datos obtenidos por ROBY *et al.* (1978).

El río Magro se caracteriza por soportar un fuerte proceso de contaminación (RUEDA *et al.*, 1996; HERNÁNDEZ *et al.*, 1996). En este río fue especialmente interesante el uso del sustrato «jaula», mientras que en el río Palancia ha sido el sustrato «ladrillo» el que ha permitido capturar un mayor número de taxones por mes. La acción conjunta de ambos sustratos es la que aporta un incremento de la información en todos y cada uno de los puntos de muestreo. El sustrato «ladrillo» se caracteriza por presentar una gran superficie de contacto con el medio. El sustrato «jaula» aporta la combinación de un sustrato duro con una gran capacidad para retener sedimentos, albergando a la vez organismos con requerimientos nutricionales diferentes a los que encontramos sobre sustratos duros. Los sustratos artificiales han mostrado una mayor tendencia a ser colonizados por organismos detritívoros en el sustrato «ladrillo» y por los predadores en el sustrato «jaula». Aunque el resto de grupos tróficos se encuentran bien representados en ambos sustratos, son los colectores los que aparecen en mayor proporción en el sustrato «jaula» CANTON & CHADWICK (1983) obtienen resultados similares respecto a la mayor captura de taxones colectores, predadores y detritívoros con el uso de los sustratos artificiales.

CONCLUSIONES

La utilización de los sustratos artificiales como método de muestreo complementario al tradicional (directo) es adecuada para obtener mayor cantidad de información sobre el medio, especialmente en lugares contaminados, con fondos fangosos o poco estables, y en aquellos lugares de difícil acceso al río o a sus orillas. Los sustratos artificiales son fáciles de transportar y de introducir en el medio acuático. La obtención de organismos de su superficie es fácil y rápida.

El número y tipo de taxones capturados en ambos substratos no han sido los mismos, lo que es indicador de su selectividad, por lo que se recomienda la utilización conjunta de ambos substratos, pues proveen un medio más heterogéneo, y permite el establecimiento de una variedad mayor de taxones.

Los resultados obtenidos con el índice de calidad biológica muestran valores ligeramente más ele-

vados de calidad que los resultados obtenidos mediante en análisis físico-químico y ambiental de sus aguas (HERNÁNDEZ, 1996). Ello corrobora la validez a largo plazo del estudio de los organismos para establecer la calidad global de un río. Los índices de calidad experimentan un incremento de su valoración con la utilización conjunta de los substratos artificiales, debido a la detección de nuevos taxones que incrementan la información obtenida por el muestreo directo.

SUMMARY

In this work, we deal with a combined sampling procedure applied to the assessment of fresh water quality. Traditional sampling with hand-net is compared with two different artificial substrata methods. The present survey was carried out in two separated rivers from the Valencia Community, which show opposite pollution degrees. The data were analyzed by comparing several community parameters, such as number of taxa, Shannon diversity index and the biotic indexes B.M.W.P.' and A.S.P.T.'.

The artificial substrate method usually gave diversity values lower than those obtained with the traditional sampling method. This is so because artificial substrate are colonized by a low number of taxa, which do it in higher numbers than those observed in the natural substrate. Our results suggest that artificial substrate, by themselves and without the utilization of replicas, are not so good as direct sampling to achieve an estimation of the macroinvertebrate community. However, when they are used as a complementary tool, coupled to traditional sampling method, the obtained information clearly increases. Thus, combined sampling procedures allows to obtain a more accurate evaluation of water quality through biological quality indexes.

Key Words: Artificial substrate, macroinvertebrates, diversity, biotic index.

BIBLIOGRAFIA

- ALBA TERCEDOR J. & SÁNCHEZ ORTEGA A. 1988: «Un método rápido para evaluar la calidad biológica de las aguas continentales, basado en el de Helawell (1978)». *Limnetica*, 4: 52-56.
- ANDERSON J.B. & MASON W.T.JR. 1968: «A comparison of benthic macroinvertebrates collected by dredge and basket sampler». *Journal W.P.C.F.* Vol. 40. N° 2. part. 1: 253-259.
- CANTON S.P. & CHADWICK J.W. 1983: «Aquatic insect communities of natural and artificial substrates in a Montane stream». *Freshwater Ecology* 2: 153-158.
- CLEMENTS W., VAN HASSEL J., CHERRY D. & CAIRNS J.JR. 1989: «Colonization, variability and the use of substratum filled trays for biomonitoring bentic communities». *Hydrobiologia* 173: 45-53.
- CRUNKILTON R.L. & DUCHROW R.M. 1991: «Use of stream order and biological indices to asses water quality in Osage and Black river basins of Missouri». *Hydrobiologia* 224: 155-166.
- DE PAUW N. & VANHOOREN G. 1983: «Method for biological quality assesment of watercourses in Belgium». *Hydrobiologia* 100: 153-168.
- DE PAUW N., ROELS D. & FONTOURA P. 1986: «Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assesment of water quality by Belgian Biotic Index». *Hydrobiologia* 133: 237-258.

- GARCÍA DE JALÓN D. & GONZÁLEZ DEL TÁNAGO M. 1986: *Método biológico para el estudio de la calidad de las aguas*. Aplicación a la cuencia del Duero. ICONA. Monografías. 244 pp.
- HERNÁNDEZ VILLAR R., MARTÍNEZ LÓPEZ F., RUEDA SEVILLA J., TAPIA G. & PUJANTE A. 1996: «Comparación de diferentes técnicas para el muestreo de macroinvertebrados en el río Magro (Valencia)». *Actas del Congreso de la RSEHN*, pp. 109-112.
- HERNÁNDEZ VILLAR R. 1996: *Utilización de substratos artificiales como método complementario al muestreo tradicional. Estudio comparativo entre los Ríos Magro y Palancia*. Tesis de Licenciatura. p. 201.
- HERRANZ SANZ J.M. & GONZÁLEZ DEL TÁNAGO M. 1986: «La colonización de los substratos artificiales por macroinvertebrados benthicos en las aguas del alto Tajo. Comparación de métodos de muestreo». *Limnética* 2: 163-171.
- HILSENHOFF W.L. 1969: «An artificial substrate device for sampling benthic stream invertebrates». *Limnology and Oceanography*. Vol. 14, Nº 3: 465-471.
- KHALAF G. & TACHET H. 1978: «Un problème d'actualité: revue des travaux en matière d'utilisation des substrats artificiels pour l'échantillonnage des macroinvertebrés des eaux courantes». *Bull. Ecol.* 9: 29-38.
- KHALAF G. & TACHET H. 1980: «Colonization of artificial substrates by macroinvertebrates in stream and variations according to stone size». *Freshwater Biology* 10: 475-482.
- MINSHALL G.W. & MINSHALL J.N. 1977: «Microdistribution of benthic invertebrates in a rocky mountain (U.S.A.) stream». *Hydrobiologia* Vol. 55, 3: 231-249.
- MINSHALL G.W., PETERSEN R.C. & NIMZ C.F. 1985: «Species richness in streams, a different size from the same drainage basin». *Am. Nat.* 125: 16-38.
- MODDE T. & DREWES H.G. 1990: «Comparison of biotic index values for invertebrate collections from natural and artificial substrate». *Freshwater Biology* 23: 171-180.
- RABENI CH.F. & GIBBS K.E. 1978: «Comparison of two methods used by divers for sampling benthic invertebrates in deep rivers». *J. Fish. Res. Board Can.*, Vol. 35: 333-336.
- ROBY K.B., NEWBOLD J.D. & ERMAN D.C. 1978: «Effectiveness of an artificial substrate for sampling macroinvertebrates in small streams». *Freshwater Biology* 8: 1-8.
- ROBINSON CH.T.; MINSHALL G.W. & VAN EVERY L. 1993: «Seasonal trends and colonization patterns of macroinvertebrate assemblages in two streams with contrasting flow regimes». *Great Basin Naturalist* 53 (4): 321-331.
- ROUX A.L., TACHET H. & NEYRON M. 1976: «Une technique simple et peu onéreuse pour l'étude des macroinvertebrés benthiques des grands fleuves». *Bull. Ecol.* Tomo 7, 4: 493-496.
- RUEDA SEVILLA J., MARTÍNEZ LÓPEZ F., HERNÁNDEZ VILLAR R., LÓPEZ MARTÍNEZ C., PUJANTE A., TAPIA G. & RODRÍGUEZ BABÍO C. 1996: «El río Magro, calidad de sus aguas y caracterización de las comunidades de macroinvertebrados (N.O. de Valencia, España)». *Actas del Congreso de la RSEHN*, pp. 145-148.
- RUEDA SEVILLA J. 1997: *Biodiversidad, calidad biológica y caracterización de las aguas del río Magro (NW de Valencia)*. Tesis de Licenciatura 200 pp.
- SHANNON C.E. & WEAVER W. 1963: *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. 117 pp.
- STANFORD J.A. & REED E.B. 1974: «A basket sampling technique for quantifying riverine macrobenthos». *Water Resources Bulletin*. Vol. 10, Nº 3: 470-477.
- WATERS T.F. 1964: «Recolonization of denuded stream bottom areas by drift». *Transactions of the American Fisheries Society*. Vol. 93, Nº 3: 311-315.

DATOS FISICO-QUIMICOS Y BIOLOGICOS DEL LAGO DE LA CASA DE CAMPO Y DEL ESTANQUE GRANDE DEL RETIRO DE MADRID

S. ROMO¹ & E. BÉCARES²

RESUMEN

El presente estudio aporta datos limnológicos acerca de la composición físico-química, estructura y dinámica del fitoplancton y composición del zooplancton de los dos lagos urbanos más importantes de Madrid: el Lago de la Casa de Campo y el Estanque Grande del Retiro. El estudio fue llevado a cabo durante 1992-93. Los resultados permiten considerar a ambos lagos como someros, polimíticos y eutróficos, con algunos indicadores de hipertrofia. Aunque a nivel físico-químico los dos estanques presentaron ciertos rasgos similares, la mineralización y alcalinidad del agua en el Estanque Grande del Retiro fue más baja que en el Lago de la Casa de Campo. La composición del fitoplancton y zooplancton fue claramente diferente en ambos estanques.

Palabras clave: lagos urbanos, físico-química, fitoplancton, zooplancton.

INTRODUCCION

El Lago de la Casa de Campo y el Estanque Grande del Retiro son los dos lagos urbanos más importantes de Madrid, construidos en los siglos XVI y XVII respectivamente. A pesar de su antigüedad, el volumen de sus masas de agua y su situación céntrica dentro de Madrid, existen pocos estudios sobre su limnología. En la bibliografía sólo se encuentran algunos trabajos publicados sobre el plancton del Estanque Grande del Retiro que datan de principios de siglo (FORTI, 1906; MADRID-MORENO, 1911; ARÉVALO, 1923).

En 1992-93, incentivados por la problemática sobre la calidad del agua de ambos lagos, se llevó a cabo un estudio anual de sus variables físico-químicas y biológicas. En el presente trabajo se darán a conocer los resultados de dicho estudio sobre las condiciones hidroquímicas, la dinámica de la abundancia total y de las principales espe-

cies fitoplanctónicas y algunos datos preliminares sobre la composición del zooplancton de ambos lagos urbanos. La información sobre el plancton será contrastada con datos que se tienen del Estanque Grande del Retiro de principios de siglo. Las comunidades fitoplanctónicas que componen ambos estanques ya han sido motivo de un trabajo específico (ROMO & BÉCARES, 1998), así como el estudio de los efectos de varios tratamientos con sulfato de aluminio sobre la calidad del agua (ROMO & BÉCARES, 1994). Según nuestros datos existe casi una total ausencia de bibliografía sobre la ecología de los sistemas acuáticos urbanos en España, cuando por el contrario en otros países han sido tema frecuente de investigación desde antiguo (ver por ej. WHITTON & PEAT, 1969; JABARA & JONES, 1988; CHORUS & WESSLER, 1988; GUZKOWSKA & GASSE, 1990; BAZZANTI *et al.*, 1994). No obstante, las características de este tipo de lagos se prestan poco a una ecología comparada, dada la gran variación de los parámetros morfométricos, ecológicos y de gestión que suelen darse en ellos.

CARACTERISTICAS DE LOS LAGOS

El Estanque Grande del Retiro y el Lago de la Casa de Campo son dos lagos ubicados en

¹ Area de Ecología, Facultad de Biología de Valencia. Campus de Burjassot. 46100 Burjassot. Valencia. E-mail: Susana.Romo@uv.es

² Departamento de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de León. 24071 León.

Madrid capital, considerados someros y con tiempos cortos de retención del agua. Algunas de sus características morfométricas e hidrológicas se presentan en la Tabla I. Ambos estanques reciben en la actualidad agua del Canal de Isabel II, que abastece a la ciudad de Madrid. Sin embargo, a principios de siglo era el río Lozoya el encargado de mantener la masa de agua del Estanque Grande del Retiro, y el Arroyo de Meaques la del Lago de la Casa de Campo. Las otras principales entradas de agua a estos sistemas las constituyen las precipitaciones en forma de lluvia o nieve.

TABLA I
CARACTERÍSTICAS MORFOMETRICAS
DEL ESTANQUE DEL RETIRO Y EL LAGO
DE LA CASA DE CAMPO

	E. Retiro	Lago C. Campo
Superficie	37.240 m ²	80.452 m ²
Volumen	55.150 m ³	250.000 m ³
Profundidad máxima	1.91 m	4.50 m
Profundidad mínima	0.40 m	1.20 m
Profundidad media	1.27 m	2.85 m
Tiempo retención anual	0.02	0.08
Puntos de salida	2	5
Origen agua	(*) CYII	(*) CYII

(*) CYII = Canal de Isabel II.

MATERIAL Y METODOS

Los muestreos de las variables físico-químicas y del fitoplancton se realizaron en ambos lagos mensualmente, entre junio de 1992 y mayo de 1993. Las muestras se tomaron a lo largo de un perfil vertical con una botella hidrográfica, tanto en superficie como a 1,5 m, y además en el Lago de la Casa de Campo, que es más profundo, también a 2.5 m. Todos los muestreos se realizaron entre las 10 y las 15 horas de la mañana. Se muestreó en diferentes puntos, encontrándose una escasa variación vertical o espacial en ambos estanques. Para el fitoplancton se tomaron *in situ* tanto muestras de red como volumétricas para la posterior identificación taxonómica de sus especies y su recuento. Tanto el fitoplancton como la parte correspondiente al picoplancton (células redondas de 1-1,5 μm de diámetro), después de su fijación *in situ* con lugol, se cuantificaron mediante la téc-

nica de UTERMÖHL (1958). El zooplancton sólo se muestreó de forma puntual en diciembre de 1992, siendo tomadas las muestras a 1.5 m de profundidad y en el Lago de la Casa de Campo también en su punto de entrada de agua. Las muestras de zooplancton se recolectaron mediante el filtrado por una malla de 30 μm y posteriormente se preservaron con formol al 4% para su identificación taxonómica y recuento microscópico. Temperatura, oxígeno, conductividad y pH fueron medidos *in situ* mediante electrodos específicos. El resto de variables físico-químicas se estimaron según APHA-AWWA-WPCF (1989), a excepción de los nitratos determinados según las recomendaciones de WORLD HEALTH ORGANIZATION (1982) y el amonio medido en laboratorio mediante un electrodo selectivo. La estimación de las concentraciones de clorofila-*a* se realizaron a partir de la ecuación de LORENZE (1967), previa extracción del pigmento con metanol y posterior lectura con un espectrofotómetro de las correspondientes longitudes de onda.

RESULTADOS Y DISCUSION

Datos físico-químicos

La composición iónica del agua de ambos lagos es de tipo sulfatada cálcica, con niveles bajos de alcalinidad y conductividad, especialmente en el Estanque Grande del Retiro cuyos valores llegan a ser del orden de la mitad que en el Lago de la Casa de Campo (Tabla II). Así, los bajos valores de alcalinidad en el Estanque Grande del Retiro, por debajo de 0.8 meq.l⁻¹ durante todo el periodo de estudio, son comparables en nuestra Península con los valores encontrados en algunos lagos del Pirineo (CATALÁN *et al.*, 1992) y en embalses como el de Riaño (NEGRO *et al.*, 1994). Los datos sobre la conductividad, aunque dentro de rangos más comunes, no dejan de ser relativamente bajos dentro de nuestro territorio (RAMÓN Y MOYÁ, 1984; NEGRO *et al.*, 1994), lo que indica una escasa mineralización del agua en los dos sistemas estudiados. No obstante, la conductividad en el Lago de la Casa de Campo fue similar a la descrita para tres lagos urbanos de Roma (BAZZANTI *et al.*, 1994). La proporción de sulfatos en relación a la alcalinidad es superior en el Estanque del Retiro que en el Lago de la Casa de Campo, mientras las concentraciones de calcio son mayores en este últi-

TABLA II
 VARIABLES AMBIENTALES EN EL LAGO DE LA CASA DE CAMPO
 Y EL ESTANQUE GRANDE DEL RETIRO DURANTE 1992-93.

DADA LA ESCASA VARIABILIDAD VERTICAL Y ESPACIAL ENCONTRADA EN AMBOS LAGOS,
 SE HAN PROMEDIADO LAS DISTINTAS PROFUNDIDADES Y PUNTOS DE MUESTREOS MENSUALES

Casa Campo	Junio	Julio	Agosto	Septiem.	Octubre	Noviem.	Diciem.	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Máximo	Mínimo	Media
Temperatura (°C)	19.4	26.5	25.0	18.4	13.1	10.7	6.8	3.8	8.5	11.3	16.1	17.9	27	4	15
Oxígeno (mg/l)	-	9.9	8.6	8.2	10.1	8.7	13.8	10.9	11.8	-	9.6	12.1	13.8	8.2	10.4
Conductividad (uS/cm)	338	501	467	615	422	409	387	576	374	411	360	598	615	338	455
pH	9.8	9.5	9.3	8.1	8.2	7.9	8.2	9.5	8.4	9.3	9.5	8.3	9.8	7.9	8.8
Disco Secchi (cm)	52	27	39	57	61	77	73	83	63	61	42	48	83	27	57
Alcalinidad (meq/l)	1.20	1.15	0.82	0.75	1.02	1.23	1.39	1.58	1.66	1.41	0.83	1.44	1.66	0.75	1.21
Amonio (mg/l)	0	0.125	0.045	0	0	0	0.015	0.015	0	0.009	0	0	0.125	0	0.017
Nitratos (mg/l)	0.424	0.332	0.232	0.102	0.088	0.207	0.158	0.115	0.941	0.489	0.470	0.253	0.94	0.09	0.32
Fosfatos (mg/l)	0.055	0.085	0.057	0.021	0.039	0.035	0.029	0.030	0.035	0.019	0.016	0.030	0.09	0.02	0.04
DIN:DIP	8	6	5	5	2	6	6	4	27	26	31	8	31	2	11
Silicatos (mg/l)	9.33	12.93	7.92	1.80	4.66	8.50	9.75	6.98	3.46	1.08	0.48	0.70	12.93	0.48	5.63
Ca ⁺⁺ (meq/l)	-	-	1.57	2.48	2.37	2.38	2.60	2.58	2.59	2.29	1.86	2.28	2.60	1.57	2.30
Mg ⁺⁺ (meq/l)	-	-	0.47	0.40	0.36	0.37	0.41	0.45	0.44	0.45	0.50	0.55	0.55	0.36	0.44
Sulfato (meq/l)	-	-	-	-	-	2.33	1.83	1.41	1.37	1.21	2.19	1.54	2.33	1.21	1.70
Clorofila-a (mg/m ³)	34	60	38	13	17	20	23	32	24	40	57	23	60	13	32

Estanque Retiro	Junio	Julio	Agosto	Septiem.	Octubre	Noviem.	Diciem.	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Máximo	Mínimo	Media
Temperatura (°C)	18.2	27.3	26.5	21.2	13.4	11.3	7.8	7.7	10.5	13.4	17.4	18.2	27	8	16
Oxígeno (mg/l)	-	6.7	7.7	6.1	10.3	9.6	9.2	9.6	8.5	-	11.8	9.5	11.8	6.1	8.9
Conductividad (uS/cm)	127	325	217	258	171	174	166	258	179	218	174	291	325	127	213
pH	9.1	7.4	9.0	7.8	7.3	6.8	8.5	9.5	9.0	9.5	8.6	9.4	9.5	6.8	8.5
Disco Secchi (cm)	44	69	43	56	48	48	51	48	46	46	31	29	69	29	47
Alcalinidad (meq/l)	0.22	0.23	0.33	0.54	0.52	0.54	0.57	0.63	0.67	0.75	0.75	0.76	0.76	0.22	0.54
Amonio (mg/l)	0.009	0.030	0.009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.030	0	0.003
Nitratos (mg/l)	0.634	0.213	0.272	0.102	0.235	0.159	0.264	0.228	0.259	0.124	0.281	0.382	0.63	0.10	0.26
Fosfatos (mg/l)	0.139	0.007	0.035	0.015	0.043	0.041	0.028	0.033	0.016	0.019	0.034	0.047	0.14	0.01	0.04
DIN:DIP	5	36	8	7	5	4	10	7	16	26	8	8	36	4	12
Silicatos (mg/l)	8.10	3.83	5.79	2.57	3.87	3.56	7.16	6.61	2.89	1.68	3.04	3.05	8.10	1.68	4.34
Ca ⁺⁺ (meq/l)	0.87	1.74	1.44	1.31	1.41	1.45	1.39	1.51	1.64	1.77	1.77	1.92	1.92	0.87	1.52
Mg ⁺⁺ (meq/l)	0.14	0.20	0.31	0.24	0.29	0.25	0.24	0.32	0.35	0.41	0.41	0.47	0.47	0.14	0.30
Sulfato (meq/l)	-	-	-	-	-	1.53	1.60	1.11	1.04	1.30	1.70	1.16	1.70	1.04	1.35
Clorofila-a (mg/m ³)	46	18	48	12	27	26	42	62	73	73	73	75	75	12	48

mo. Sin embargo, las concentraciones de magnesio fueron similares en ambos estanques (Tabla II). Los niveles de nutrientes, referidos principalmente a nitratos y fosfatos, están situados en un rango propio de aguas eutróficas, sin embargo los valores de clorofila-a y profundidad del disco de Secchi catalogarían estos sistemas como hipertróficos (OECD, 1982). Los valores bajos de la relación entre el nitrógeno y el fósforo disuelto (DIN:DIP) en ambos sistemas, podría indicar una posible limitación de nitrógeno para el fitoplancton en alguna época del año (SOMMER, 1989). Dado el carácter eutrófico con proliferación fitoplanctónica,

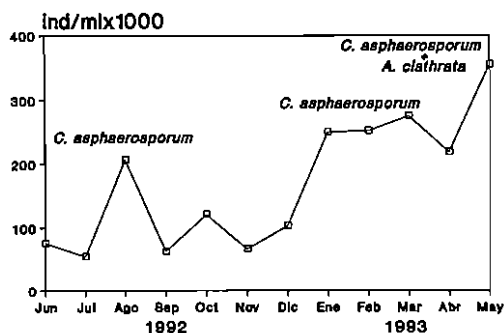
los valores de pH y oxígeno se mantuvieron altos durante todo el año y a lo largo del perfil vertical. No se observaron periodos de estratificación térmica o anoxia, y ambos lagos podrían catalogarse como someros y polimíticos. El rango de pH puso de manifiesto el carácter fundamentalmente básico del agua. La buena oxigenación del agua favoreció las formas oxidadas del nitrógeno, encontrándose el amonio en concentraciones prácticamente indetectables durante el periodo de estudio. Los silicatos, importantes para algunos grupos fitoplanctónicos como las diatomeas, presentaron concentraciones altas (Tabla II).

Fitoplancton

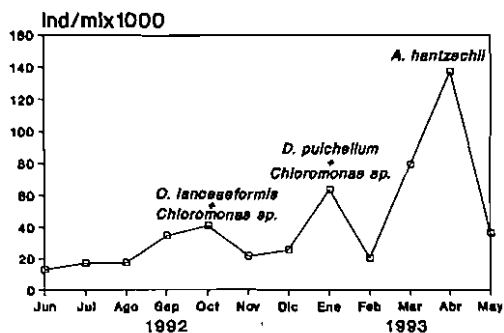
Los valores de abundancia total del fitoplancton variaron inversamente a los de transparencia (disco de Secchi), mientras que la clorofila-*a* tuvo una dinámica similar a ésta en ambos estanques (Fig. 1, Tabla II). El volumen del agua del Lago de la Casa de Campo es unas cinco veces mayor que el del Estanque Grande del Retiro (Tabla I), encontrándose paralelamente en este último, de tamaño más reducido, un promedio de densidad algal cuatro veces superior (42×10^3 ind.ml⁻¹ frente a 170×10^3 ind.ml⁻¹, Fig. 1). Sin embargo, el promedio de la abundancia total del picoplancton mostró una pauta contraria, siendo un orden de magnitud mayor en el Lago de la Casa

de Campo que en el Estanque Grande del Retiro (1.4×10^6 cels.ml⁻¹ frente a 6.4×10^5 cels.ml⁻¹, Fig. 1). La composición algal en cada uno de los lagos fue marcadamente diferente, aunque en ambos la flora estuvo compuesta principalmente por especies cosmopolitas y clorofíceas, que representaron más del 50% del total de individuos (ROMO & BÉCARES, 1998). En el Estanque Grande del Retiro dominó la pequeña desmidiacea *Cosmarium asphaerosporum* var. *strigosum* Nordst. (L: 8-7 mm, A: 6-7 mm), que alcanzó abundancias relativas respecto al total del fitoplancton, de entre el 94-45% durante todo el año (Fig. 1). El resto de grupos algales estuvieron minoritariamente representados. En el Lago de la Casa de Campo

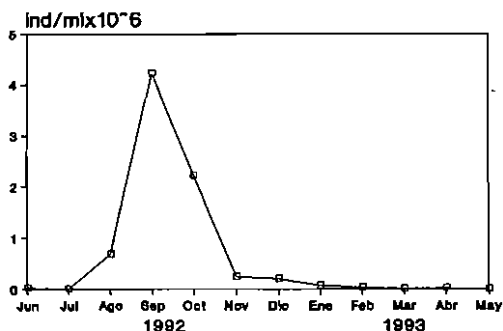
Estanque Grande del Retiro
Abundancia total



Lago de la Casa de Campo
Abundancia total



Estanque Grande del Retiro
Picoplancton



Lago de la Casa de Campo
Picoplancton

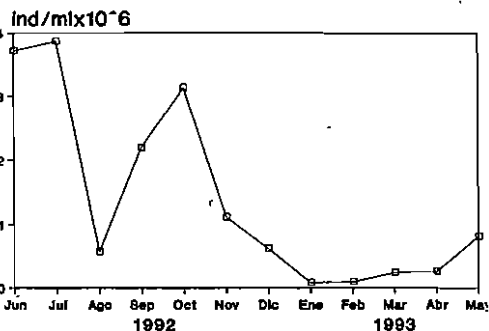


Fig. 1. Cambios de la abundancia total del fitoplancton y del picoplancton, señalándose las principales especies algales en los máximos, para el Estanque Grande del Retiro y el Lago de la Casa de Campo de Madrid, durante 1992-93. Abreviaciones de los nombres de las especies mayoritarias: *C. asphaerosporum*= *Cosmarium asphaerosporum* var. *strigosum*, *O. lanceaeformis*= *Oscillatoria lanceaeformis*, *D. pulchellum*= *Dictyosphaerium pulchellum*, *A. hantzschii*= *Actinastrum hantzschii*.

riqueza de especies fue mayor (73 frente a 56 taxones), observándose una alternancia de las especies dominantes del fitoplancton a lo largo del ciclo anual (Fig. 1). Se observó que frente al morfotipo de alga unicelular y de pequeño tamaño dominante en el Estanque Grande del Retiro, en el Lago de la Casa de Campo proliferaron más las formas coloniales, lo cual podría relacionarse con las diferentes profundidades de los lagos estudiados y las estrategias de las microalgas para mantenerse dentro de la zona fótica.

Si comparamos la composición fitoplanctónica del Estanque Grande del Retiro con estudios previos que datan de principios de siglo, se observa que ésta ha variado sensiblemente entre principios y final de siglo. Así pues, su microflore algal entre 1906 y 1911 permaneció más o menos constante, siendo la especie dominante *Microcystis aeruginosa* Kütz. (FORTI, 1906; MADRID-MORENO, 1911). Posteriormente, en 1920-21 (ARÉVALO, 1923), se señala la presencia importante de *Peridinium*, *Scenedesmus*, *Pediastrum* y *Merismopedia* en verano, así como de *Asterionella* en primavera.

Zooplancton

El estudio preliminar del zooplancton parece mostrar una composición de especies diferente para cada uno de los lagos estudiados, dominando los rotíferos en el Lago de la Casa de Campo y los cladóceros en el Estanque Grande del Retiro, con un dominio en general de especies planctónicas y cosmopolitas (Tabla III). En el Lago de la Casa de Campo se observaron además diferencias a nivel de los distintos puntos muestreados. Es interesante constatar que en el Estanque Grande del Retiro la composición de especies fue muy similar a la publicada por ARÉVALO (1923) a principios de siglo.

CONCLUSIONES

El Lago de la Casa de Campo y el Estanque Grande del Retiro aunque presentaron una composición iónica parecida, tal vez condicionada por el suministro común de agua y su localización urbana, mostraron ciertas diferencias en sus variables físico-químicas. Así el Estanque Grande del Retiro se caracterizó por tener menor

TABLA III
COMPOSICION DEL ZOOPLANCTON

(Individuos/Litro)	CASA DE CAMPO		
	entrada	centro	norte
Rotíferos			
<i>Brachionus calyciflorus</i>	3,0	24,0	1,0
<i>Filinia terminalis</i>	20,0	13,0	2,0
<i>Synchaeta oblonga</i>	17,0	5,0	6,0
<i>Aplanchna girodi</i>	0,0	17,0	1,0
<i>Polyarthra</i> sp.	0,0	1,0	1,0
Bdelloides	5,0	2,0	0,0
Cladóceros			
<i>Bosmina longirostris</i>	0,0	0,0	1,0
<i>Alona cf. rectangulara</i>	0,0	0,0	1,0
Ciclópido			
nauplius	0,0	0,0	1,0
copepoditos	0,0	0,0	0,0
adultos	0,0	0,0	0,0
RETIRO			
Rotíferos			
<i>Anuraeopsis fissa</i>		0,7	
<i>Synchaeta cf. oblonga</i>		1,0	
<i>Colurella</i> sp.		0,7	
<i>Lecane lunaris</i>		0,3	
Bdelloides		0,7	
Cladóceros			
<i>Bosmina longirostris</i>		393,3	
<i>Alona cf. rectangulara</i>		0,7	
Ciclópido			
nauplius		0,0	
copepoditos		2,3	
adultos		16,0	
		0,3	

mineralización y capacidad de tamponamiento del agua, con valores bastante bajos de alcalinidad. Ambos sistemas se pueden definir como someros, polimíticos, con aguas de tipo sulfatadas cálcicas y eutróficas con algunos rasgos indicadores de hipertrofia. Las diferencias morfológicas de ambos lagos, junto con las variables abióticas, parecen influir en los resultados sobre la abundancia y composición algal y del zooplancton. Se observó una mayor riqueza estacional de especies fitoplanctónicas en el Lago de la Casa de Campo, de mayor superficie y profundidad, que en el Estanque Grande del Retiro, cuyo plancton se caracterizó por una dominancia casi monoespecífica tanto en su fitoplancton (*desmidiácea*, *Cosmarium asphaerosporum* var. *strigosum*) como en su zooplancton (*Bosmina longirostris*).

AGRADECIMIENTOS

Nuestro agradecimiento a Marisa Pascual y Laura Serranos por su ayuda en el trabajo de campo, a Elvira Benito por su valiosa colaboración, y al

Departamento de Ecología de UAM por las facilidades prestadas. También agradecemos las sugerencias aportadas por los revisores del manuscrito. Este trabajo ha sido parcialmente financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia e IMES S.A.

SUMMARY

This paper reports limnological data on the water physico-chemical variables, phytoplankton structure and dynamics, and zooplankton composition of the two most important urban lakes of Madrid, the Estanque Grande of Retiro and Casa of Campo Lake, during 1992-93. Results showed both lakes as shallow, polymictic and eutrophic, with some hypertrophic features. Although they had some similar physico-chemical characteristics, water mineralization and alkalinity in the Estanque Grande of Retiro were lower than in the Casa of Campo Lake. Phytoplankton and zooplankton composition were clearly different.

Key Words: urban lakes, physico-chemical variables, phytoplankton, zooplankton.

BIBLIOGRAFIA

- ARÉVALO C. 1923: «Algunas consideraciones sobre la variación temporal del plankton en aguas de Madrid». *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 23: 94-103.
- BAZZANTI M. *et al.* 1994: «Limnologia dei laghi urbani di Roma: caratteristiche fisico-chimiche e biologiche e valutazione della loro qualità ambientale». *Riv. Idrobiol.*, 33: 81-104.
- CATALÁN J. *et al.* 1992: «Limnology in the pyrenean lakes». *Limnetica*, 8: 27-38.
- CHORUS I. & WESSELER E. 1988: «Response of the phytoplankton community to therapy measures in a highly eutrophic urban lake (Schlachteensee, Berlin)». *Verh. int. Verein. Limnol.*, 23: 719-728.
- FORTI A. 1906: *Alcuni appunti sulla composizione del plancton dell Estanque Grande, nel parco del Buen Retiro in Madrid*. Memoria. Módena.
- APHA-AWWA-WPCF 1989: *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association. 17th Edition. Washington D.C.
- GUZKOWSKA M.A.J. & GASSE F. 1990: «The seasonal response of diatom communities to variable water quality in some English urban lakes». *Fresh. Biol.*, 23: 251-264.
- JABARA J. & JONES R.C. 1988: «Spatial, temporal, and storm runoff-related variations in phytoplankton community structure in a small, suburban reservoir». *Hydrobiologia*, 169: 353-362.
- LORENZEN C.J. 1967: «Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations». *Limnol. Oceanogr.*, 12: 343-348.
- MADRID-MORENO J. 1911: «El plankton del Estanque Grande del Retiro». *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 11: 277-288.
- NEGRO A.I. *et al.* 1994: «Comparación de las comunidades fitoplanctónicas en dos embalses de reciente creación: Riaño y Valparaíso (España)». *Limnetica*, 10: 115-121.
- OECD, 1982: *Eutrophication of Waters. Monitoring, assessment and control*. OECD, París, 154 pp.
- RAMÓN G. y MOYÁ G. 1984: «Distribución estacional de *Planctonema lauterbornii* (Ultrichaceae) en dos embalses de aguas mineralizadas (Cuber y Gorg Blau, Mallorca)». *Limnetica*, 1: 291-296.

- ROMO S. & BÉCARES E. 1994: «Water management of two shallow urban eutrophic lakes». *Wat. Sci. Tech.*, 30: 299-302.
- ROMO S. & BÉCARES E. 1998: «Fitoplancton del Estanque Grande del Retiro y del Lago de la Casa de Campo de Madrid». *Anales Jard. Bot. Madrid*, número Junio.
- SOMMER U. 1989: *Plankton ecology*. Springer-Verlag. 369 pp.
- UTERMÖHL H. 1958: «Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik». *Mitt. int. Ver. Limnol.*, 9: 1-38.
- WHITTON B.A. & PEAT A 1969: «On *Oscillatoria redekei* Van Goor». *Arch. Mikrobiol.*, 68: 362-376.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION 1982: *Examination of water for pollution control*. Ed. M.J. Suess, Geneva. 1st.ed. vol.2.